

SUSTENTABILIDAD DE LOS SISTEMAS DE SIEMBRA DIRECTA

E. MULIN¹

RESUMEN

En los últimos veinte años se ha verificado, en la Argentina, una enorme expansión del área cultivada bajo siembra directa. Desde sus comienzos, mucho se ha discutido acerca del carácter sustentable de dicho sistema de producción. El presente trabajo tiene como objetivos más importantes 1) realizar un análisis conceptual de la siembra directa en términos de sustentabilidad, a través del estudio de los principales flujos y/o procesos que gobiernan los agroecosistemas y 2) identificar algunos indicadores de sustentabilidad apropiados con el propósito de monitorear la evolución del sistema conducido bajo esta modalidad de producción.

Palabras clave: sustentabilidad, procesos del ecosistema, siembra directa, indicadores de sustentabilidad.

SUSTAINABILITY OF THE NO-TILLAGE SYSTEMS

SUMMARY

In the last twenty years, there has been a massive expansion of the cultivated area under no-tillage system in Argentina. From its early beginnings, much discussion has arisen concerning the sustainable feature of this production system.

The main goals of this work are 1) to make a conceptual analysis of no-till, in terms of sustainability; by means of the study of the principal fluxes and/or processes which command agroecosystems 2) to identify appropriate sustainability indicators in order to assess the system evolution under this way of production.

Keywords: sustainability, system processes, no-till, sustainability indicators.

INTRODUCCIÓN

El término **sustentabilidad**, en este trabajo, se utiliza en el sentido de **Manejo Sustentable**, o lo que se conoce como "Versión Bruntland" de **Desarrollo Sustentable**: "Un proceso de cambio en el cual la utilización de los recursos, la dirección de las inversiones, la orientación del desarrollo tecnológico y el cambio institucional se encuentran todos en armonía para mejorar el potencial, tanto presente como futuro, de satisfacer las necesidades y aspiraciones de la humanidad" (WCED, 1987; Jacob, 1994).

Ello no significa adherir a la postura antropocéntrica por la cual el interés del ser humano se sitúa por sobre el de todos los otros componentes de la biósfera; sino reconocer el hecho de que el rol que el hombre y sus artefactos tienen en el ecosistema global es decididamente abrumador.

Además de la degradación de recursos, ya sea por sobreexplotación o contaminación, resulta sumamente revelador el hecho de que la especie humana se apropia del 40% de la PPN del planeta (Diamond, 1987; Vitousek *et al.*, 1987). Por otra parte, no es dable esperar una estabilización, a corto plazo, en la **población mundial** (Pimentel y Giampietro, 1994; Tuckwell y Kozloll, 1992; Daily y Erlich, 1992) ni demasiados cambios en los **patrones de uso de los recursos naturales** o en los **modelos de consumo** (Arrow *et al.*, 1995; Goodland *et al.*, 1994; Erlich, 1994)

¹ Ing. Agrónomo – e-mail: mulin@agro.uba.ar

Tomando en cuenta que el 97% de la alimentación mundial es producida en la tierra (Lal *et al.*, 1990); la previsión es que la demanda de tierra no decaerá y que su productividad deberá ser aumentada. Se debe tomar como un hecho, entonces, que la necesidad de mantener el recurso suelo es el primer y mayor requerimiento para una agricultura sustentable (Laflen *et al.*, 1990). Más aún, un sistema de producción es sustentable sólo cuando la calidad del suelo es mantenida o mejorada (Larson y Pierce, 1994). En este sentido, la **siembra directa**, a través de su capacidad de conservar el suelo y el agua, de reducir el uso de energía fósil para tracción, y de **aumentar la resiliencia** del suelo vía un **aumento del C org** (Lal, *et al.*, 1998); aparece, entonces, como un sistema idóneo para **sostener la calidad** o salud del suelo y formar parte, de ese modo, del conjunto de prácticas y sistemas de manejo que conduzcan a una **agricultura sustentable**.

El presente trabajo se propone, en primer lugar, analizar los efectos que la implementación de la siembra directa puede tener sobre los procesos del ecosistema que definen la sustentabilidad. Posteriormente, se analiza una serie de indicadores y medidas de sustentabilidad para evaluar el comportamiento de los agroecosistemas manejados bajo S.D.

ALGUNAS PRECISIONES EN TORNO A LA SIEMBRA DIRECTA

La Siembra Directa (SD), tal como es presentada en este trabajo; es concebida como un **sistema de producción** y no, tan sólo, como una práctica conservacionista o una alternativa de labranza. La SD se caracteriza por una **alta cobertura de rastrojos, en forma permanente**, con un **mínimo disturbio del suelo** realizado, básicamente, en la operación de siembra. El **control de malezas** se realiza, principalmente, a través del uso de **herbicidas**; y requiere el uso de máquinas **sembradoras especializadas**, capaces de colocar las semillas en contacto con el suelo a través de una capa de residuos vegetales. Los planteos que alternan labranzas como una componente regular, no son considerados, aquí, como de siembra directa.

Asimismo, es importante señalar que la S.D. **no es sinónimo de agricultura permanente** ya que contempla la posibilidad de implementar sistemas mixtos agrícola-ganaderos. Por otra parte, tampoco debe asociarse, indefectiblemente, al uso de **materiales transgénicos**; ya que su utilización constituye una opción tecnológica que trasciende a los sistemas adoptados, ya sean éstos de Siembra Directa o Convencionales.

ANÁLISIS CONCEPTUAL DE LA SIEMBRA DIRECTA EN TERMINOS DE SUSTENTABILIDAD

Los factores más relevantes a considerar son aquellos que nos permiten forjarnos una imagen acerca del funcionamiento del sistema en términos de sus procesos básicos. A continuación, se mencionan algunos de ellos, considerando, en especial, las características que los diferencian de los sistemas bajo labranza:

Flujos de energía

A priori, la S.D. parece tener una menor dependencia de los combustibles fósiles dada la ausencia de laboreo. Esto es tanto más cierto cuanto mayor es el requerimiento de potencia para la labranza (*i.e.*: aumenta con el contenido de fracciones finas de los suelos). Sin embargo, el ahorro de petróleo logrado con la eliminación del laboreo, es parcialmente compensado por el mayor uso de fertilizantes nitrogenados en que, generalmente, se incurre al implementar sistemas de S.D. (Frye y Phillips, 1981). Del mismo modo, también debería computarse el input energético debido al diferencial de uso de herbicidas.

El **análisis calorimétrico** del sistema puede brindar importante información acerca de la tendencia en el uso de la energía; e.g. en términos de Productividad de la Energía, y de cómo dicha productividad puede ser afectada por procesos degradativos (Cleveland, 1995). Los flujos de energía pueden ser analizados, además, desde el punto de vista termodinámico. Por la Primera Ley de la Termodinámica (o de la conservación de la masa-energía) se sabe que la energía de un sistema aislado permanece constante. La energía es extraída del ambiente, fluye a través del agroecosistema y es luego "devuelta" al sistema natural.

En cierto sentido, la energía nunca es estrictamente consumida, dado que lo que es tomado es cuantitativamente idéntico a los que es, en un última instancia devuelto (Daly *et al.*, 1994)

La Segunda Ley de la Termodinámica (o Ley de la Entropía) se relaciona más con la calidad del recurso energético que con su cantidad. La entropía se refiere al grado de desorden o difusión de la energía. La energía entrante es siempre de baja entropía mientras que la saliente es de alta entropía. En otras palabras, ésta se degrada desde una forma disponible a otra no disponible o; desde una forma ordenada a otra desordenada (Aguilera Klint y Alcántara, 1994).

Si bien los conceptos “disponible” y “no disponible” son esencialmente antropomórficos; ya que se relacionan con qué cosas puede hacer el ser humano para sus propios propósitos, la introducción de la Segunda Ley de la Termodinámica tienen importantes implicancias (Georgescu-Roengen, 1994; Van den Bergh, 1996). La entropía limita la capacidad o habilidad para “extraer trabajo” a partir de los recursos energéticos e impone, en consecuencia, un límite superior a la cantidad de trabajo que puede ser realizada en un sistema termodinámico Burness *et al.*, 1994).

A partir de estos conceptos, los flujos de energía pueden ser analizados desde otra perspectiva, i.e. su utilización por parte del ecosistema, en tanto **estructura disipativa**, para el trabajo de **auto-organización** (Giampietro *et al.*, 1992). Es decir, energía empleada en la generación de un cierto nivel de complejidad que, a su vez, le confiere determinada **estabilidad** frente a perturbaciones externas. De este modo, la relación entre la proporción del flujo de energía cosechada (exportada) y la energía remanente o no cosechada sería indicativa de una mayor o menor sustentabilidad (Giampietro *et al.*, 1992). En este sentido, se podría afirmar que la S.D. presenta una característica favorable debido a que la cobertura de rastrojo constituye una proporción importante de la PPN, bajo la forma de **remanente energético** para el ecosistema (Ghersa *et al.*, 1999).

Flujo de agua

La S.D. suele presentar una relación favorable en cuanto a la eficiencia de uso del agua, por los siguientes motivos:

- a) Mejora en la **relación infiltración /escurrimiento** debido a la cobertura superficial, que reduce sustancialmente la velocidad de escurrimiento (Marelli, 1995) y a un aumento en la velocidad de infiltración (Griffith *et al.*, 1986)
- b) La **cubierta de residuos** sobre la superficie del suelo actúa como **aislante térmico**, debido a su baja difusividad térmica con relación a la del suelo (Gupta *et al.*, 1981; Horton *et al.*, 1994). Dicha capa también incrementa el albedo de la superficie como consecuencia de su color claro (Enzet *et al.*, 1988) y disminuye la velocidad del viento contra la superficie del suelo debido a su rugosidad. Estos factores resultan en un **menor intercambio de calor** entre el suelo y la atmósfera, en comparación con el suelo desnudo. Una consecuencia de ello es que los suelos bajo S.D. tienden a retener más agua que los suelos laboreados tanto por una **menor pérdida** como por un **mayor contenido volumétrico** en razón de la modificación de la distribución de poros (Hill *et al.*, 1985)
- c) Existe una diferencia en la **partición del agua del suelo**, derivándose proporcionalmente más hacia transpiración y menos hacia evaporación (Thomas, 1994) Ello implica que, proporcionalmente, más agua participa de los procesos metabólicos de la planta y del suelo en lugar de perderse directamente a la atmósfera.

Por último, es importante destacar el rol que el ciclo del agua tiene en el componente de energía de los ecosistemas. El flujo de energía relacionado con el ciclo del agua es un elemento fundamental en la definición del nivel de utilización de la energía solar por parte del ecosistema (Giampietro *et al.*, 1995). Por este motivo, dichos autores señalan la fundamental importancia de la estructura del suelo y de su capacidad de retención hídrica, que son considerados en el siguiente punto.

Suelos

La agricultura sin laboreo mejora la **conservación de suelos y agua** con respecto a los sistemas convencionales (Marelli, 1995). La presencia de **una capa de residuos vegetales** sobre la superficie del suelo, atenúa o suprime el **impacto de la gota** de lluvia sobre las partículas de suelo. Por otra parte, los suelos sin laboreo suelen presentar índices de **estabilidad estructural y capacidad de infiltración** superiores a los de los manejos bajo labranza (Griffith *et al.*, 1996). Como resultado, se produce una menor pérdida de suelo debida a la erosión (Lal *et al.*, 1989) y (Marelli, 1989).

Un aspecto de singular importancia lo constituye el hecho de una **acumulación de C org.** en sistemas de S.D. (Alvarez *et al.*, 1998 b; Cambardella y Elliot, 1992; Hu *et al.*, 1997). Ello trae como consecuencias toda una serie de cambios favorables en parámetros físicos, químicos y biológicos del suelo (Pla Sentis, 1994; Cosentino *et al.*, 1998; Quiroga *et al.*, 1996), algunos de los cuales son tratados en los otros apartados de este capítulo.

Ciclo de nutrientes

El ciclo de los distintos nutrientes es, tal vez, aquel que permite percibir de modo más “tangible” el carácter “abierto” de los agroecosistemas con relación a los ecosistemas naturales; *i.e.*: la exportación vía cosechas y la reposición bajo la forma de fertilizantes o enmiendas.

El **manejo sustentable de los nutrientes** radica en desarrollar prácticas que permitan minimizar las pérdidas de nutrientes para reducir los aportes externos y, al mismo tiempo, optimizar la utilización de los nutrientes disponibles (King, 1990.a).

La siembra directa, al disminuir considerablemente la **erosión**, reduce significativamente una de las vías de pérdidas de nutrientes más importantes. Por otro lado, la **acumulación de materia orgánica**, sobre todo en sus **formas más lábiles** (Elliot y Cambardella, 1991; Alvarez *et al.*, 1998.b; Vanlawe *et al.*, 1994), químicamente más activas, contribuye a aumentar la dotación de nutrientes vinculados a la misma, sobre todo N, el 50% del P, S y muchos oligoelementos.

Como contrapartida, es dable esperar mayores pérdidas de N por **desnitrificación** debido a que las condiciones generales suelen ser de mayor anaerobiosis relativa como resultado de los mayores contenidos de agua (Thomas, 1990). Asimismo, es importante cuantificar las posibles pérdidas de nitratos debidos a los **“flujos preferenciales”**, habitualmente constituidos por macroporos de origen biológico (Dimes *et al.*, 1996).

Una característica distintiva de los sistemas de S.D., es la **estratificación de los nutrientes poco móviles**, básicamente, P y K en los primeros 5 a 7 cm del suelo, debido a la falta de incorporación con herramientas. Esta acumulación en superficie, puede limitar su absorción por las plantas (Mallarino, 1998). En forma análoga, el agregado de enmiendas bajo la forma de estiércol puede provocar importantes pérdidas de N por efecto de la **volatilización** de NH_3 .

En los **sistemas mixtos** es importante considerar las **transferencias de fertilidad** que se producen cuando los animales son alimentados con productos obtenidos en otras partes del campo (silaje, granos, heno, etc.). Si bien el balance puede quedar más o menos cerrado a la escala del establecimiento; algunos lotes pueden estar en un franco proceso de pérdida de fertilidad química, y viceversa. Del mismo modo, cuando dichos recursos son adquiridos fuera del establecimiento; se producirá a una ganancia neta (King, 1990.b).

El ciclo de los nutrientes puede analizarse en **forma parcial**, es decir tomando algún elemento, que “a priori” se considera relevante *e.g.*; N, y analizar su utilización a nivel de finca (Dalsgaard *et al.*, 1995). Del mismo modo, dicho elemento podría ser analizado a **escala regional** para cuantificar procesos de pérdidas y ganancias debidos a modelos tecnológicos predominantes (Viglizzo, 1994; Viglizzo y Roberto, 1998).

Por último, es importante estar alerta frente al fenómeno de **“agriculturización”** que pudiera inducir la S.D. Los motivos radican en los favorables precios relativos agrícolas vs ganaderos, sumados a la percepción (reduccionista) de que el control de la degradación física de los suelos es sinónimo de manejo

sustentable. Esta tendencia no hace sino aumentar la necesidad de recurrir a fuentes externas de nutrientes y, con ellas, las pérdidas totales del sistema.

Factores ambientales y externalidades

La siembra directa ha sido muy resistida, en ciertos sectores, debido su potencial efecto contaminante. De acuerdo con esta visión, los cultivos sembrados sin laboreo requieren un intenso uso de herbicidas, fertilizantes y pesticidas, cuyos residuos pueden terminar en alimentos, cursos y reservorios de agua y fauna. Ésta crítica es excesivamente generalizante y no considera las particularidades de los distintos agroecosistemas ni las prácticas de manejo posibles de ser aplicadas.

El mayor beneficio para el ambiente que traería aparejado el desarrollo de sistemas de S.D., sería el de la reducción de la erosión de los suelos. Para que un agroecosistema sea sustentable, la tasa de **pérdida del horizonte superficial** debe ser lo más cercana a lo que se considera como “**erosión geológica**” y ésta, a su vez, equivalente a la tasa a la que **nuevo suelo** es formado a partir de la roca madre (Lal *et al.*, 1990). Como puede apreciarse, el anterior concepto lleva implícita la idea de ciclo, esta vez en una escala temporal de miles de años. En este sentido, se plantea una diferencia filosófica importante frente al concepto de “pérdida de suelo admisible” postulada por los modelos derivados de la Ecuación Universal de Pérdida de Suelos – USLE (Wischmeier y Smith, 1978).

La consecuencia inmediata de los procesos erosivos *i.e.*: el transporte y deposición de sedimentos arrastrados por el agua de escurrimiento, se ven enormemente atenuados por este tipo de manejo. La cuantificación de estos procesos se puede realizar a nivel de microcuencas, con simuladores de lluvias (Marelli, 1997) o aforos (Kinsella, 1992); o bien a nivel de grandes cuencas donde resultan de suma utilidad los modelos de simulación (Sharpley *et al.*, 1995). Si bien al aumentar la escala de análisis los procesos de pérdidas y acumulación tenderían a compensarse; en muchos casos, la calidad final resultante es inferior a la de origen ya que se trata de suelo carente de agregación.

Otro aspecto importante es la **contaminación debida a fertilizantes y pesticidas** perdidos del sistema vía **lixiviación**. Los casos más habituales se dan con los nitratos y los herbicidas preemergentes de alta solubilidad. En este sentido, tal como se mencionó anteriormente, los macroporos de origen biológicos son los responsables de pérdidas mayores a las esperables que cuando se mueven a través de la matriz del suelo (Myers *et al.*, 1995; Endres y Ahrens, 1995).

Por otra parte, el herbicida desecante utilizado ampliamente en S.D. *i.e.*: **glifosato**, presenta características que le confieren un muy bajo impacto ambiental en lo que a contaminación se refiere (Martino, 1995; Ferraro y Sznajder, 1999; CASAFE, 1997). El mayor peligro en su uso generalizado radica, en la enorme **presión de selección** que ejerce (potenciado, además, por el uso de variedades RR –resistentes a glifosato-) que podría llevar a la aparición de **malezas resistentes**.

Por último, cabría mencionar el efecto positivo que la siembra directa ejerce a través del **secuestro de C**. Ello se debe a los incrementos en el contenido de materia orgánica, mencionados previamente, que sumados a la cobertura permanente de residuos de cosecha, “retiran” de la atmósfera CO₂ que queda incorporado a dichas estructuras (Reicosky, 1999; Muller, 2000). Aunque existe cierta disparidad en los datos; se estima que, para zonas templado-húmedas, el potencial de secuestro de C estaría entre 0,1 a 0,5 Mg/ha/año (Lal *et al.*, 1998). Este proceso presenta una respuesta sigmoidea, con un pico a los 10 años y un período total que oscilaría entre 20 y 50 años, dependiendo de las propiedades del suelo, las condiciones climáticas y el manejo (Lal *et al.*, 1998).

Biodiversidad

En términos generales, resulta evidente que el paso de un ecosistema natural a un agroecosistema conlleva la pérdida de diversidad específica, aún en el caso de sistemas integrados, polifíticos, etc. Ahora bien, la S.D., merced a la **no-remoción** del suelo, permite la **recomposición** de una parte importante de la **microflora y micro, meso y macrofauna del suelo** y de sus cadenas tróficas (Hendrix *et al.*, 1990). El manejo del suelo afecta no sólo la **dinámica y la abundancia** de diferentes organismos, sino que también

modifica la **estructura y dinámica de las cadenas tróficas** (Moore, 1994). La siembra directa, al no provocar el disturbio de la labranza, permite una **mayor compartimentalización en el tiempo y en el espacio**, creando oportunidades para el establecimiento de diversos organismos en un número muy superior al de los manejos convencionales (Hendrix *et al.*, 1990)

Fragmentación del paisaje

El manejo de la agricultura tradicional y muchos de los análisis de sustentabilidad, se centran en la evaluación a nivel de lote o de establecimiento. El manejo sustentable de los agroecosistemas debería estar focalizado en una **escala de cuenca o regional**; que es la más apropiada para la delimitación de **paisajes sustentables** (Barret, *et al.*, 1990). De este modo se podrían mantener las relaciones espaciales y temporales entre los distintos hábitats vía intercambio de poblaciones y materiales y la influencia de la heterogeneidad en los procesos bióticos y abióticos. La probabilidad de alcanzar la sustentabilidad disminuye a medida que la escala. En ecosistemas individuales, son comunes las fluctuaciones rápidas y de magnitud considerable; mientras que a una escala más amplia, los procesos reguladores naturales proporcionan una considerable estabilidad (Forman, 1995)

En los agroecosistemas, la fragmentación del paisaje se da, básicamente, por: la asignación de actividades a las distintas unidades o lotes y los disturbios ocasionados por las labranzas (Ghersa *et al.*, 1999; Björklund *et al.*, 1999). En los sistemas de siembra directa, al prescindir de estas últimas, se elimina un factor generador de heterogeneidad antrópica.

INDICADORES DE SUSTENTABILIDAD

Propósitos

La finalidad de contar con indicadores de sustentabilidad, es la de permitir un **monitoreo sistemático** de las propiedades de los sistemas involucrados en actividades productivas o de protección ambiental; las cuales son fuertemente afectadas por las distintas prácticas de manejo.

Diferencias entre indicadores y medidas

Un **indicador** se define como una variable que apunta o dirige la atención hacia procesos, estados o tendencias asociadas con la sustentabilidad de un sistema (Harrington *et al.*, 1994). Los indicadores pueden basarse en **medidas** (variables cuantitativas) o **“no medidas”** (variables cualitativas). Por ejemplo: la pérdida de suelo producida por erosión, calculada en una cuenca aforada o con un simulador de lluvias, constituye una medida. Asimismo, la simple observación y registro de un fenómeno de erosión en una parcela o potrero, aunque sea o no cuantificable, constituye una “no medida”. Ambos instrumentos de evaluación serían, para el caso, indicadores de erosión.

Del mismo modo, no todas las medidas constituyen buenos indicadores de calidad del suelo; por ejemplo, la relación C de la biomasa microbiana/C orgánico, no resultó un indicador de los cambios en el contenido de M.O. en agrosistemas como los de Saskatchewan, Canadá (Biederbeck *et al.*, 1994).

Criterios de elección de indicadores

- Escala de trabajo
- Relevancia.
- Sensibilidad.
- Precisión.
- Frecuencia.

- **Oportunidad.**
- **Costo.**
- **Tiempo insumido.**
- **Complejidad.**

En general se tiende a buscar un **equilibrio entre los distintos indicadores**, tomando en cuenta los factores arriba mencionados. Por otra parte, el conocimiento previo acerca del sistema a evaluar, indicará el énfasis a poner en los distintos parámetros (Sarrantonio *et al.*, 1996).

Para que pueda resultar **operativo** para los distintos actores de un sistema (productores, científicos, extensionistas, funcionarios, etc.) un **indicador** o, mejor aún, un conjunto de indicadores debería reunir las siguientes **condiciones**: (Doran y Parkin, 1996):

- **Correlacionar bien con los procesos del ecosistema.**
- **Integrar propiedades y procesos químicos, físicos y biológicos, como así también económicos y sociales cuando el alcance del trabajo lo requiera.**
- **Resultar de empleo relativamente sencillo bajo condiciones de campo y ser evaluables tanto por especialistas como por productores.**
- **Ser sensibles a las variaciones de manejo y clima.**
- **En lo posible, ser parte integrante de bases de datos ya existentes.**

Proceso de selección de indicadores

El proceso de identificación de indicadores debería tomar en consideración la **variabilidad de los agrosistemas** donde la S.D. puede ser, y es, aplicada. La generalización de resultados de un sitio o región a otro no hace sino complicar el proceso de toma de decisiones (Park y Seaton, 1996)

La siembra directa es practicada en la Argentina en suelos que van desde Haplustoles énticos hasta Vertisoles; desde Bahía Blanca hasta Salta; en sistemas de producción agrícolas, mixtos y ganaderos. De modo que se debería introducir tanto la localización del sitio como las características dominantes del sistema de manejo involucrado.

Los indicadores **deben reflejar el estado y tendencia de un agroecosistema específico bajo prácticas de manejo específicas.**

Un aspecto relevante es el **nivel de agregación de información** contenida en los indicadores empleados.

La decisión de utilizar indicadores que permitan integrar toda una serie de datos acerca de la calidad del sistema en un único número que refleje un **juicio o criterio general**, "overall judgement", (Andreoli y Tellarini, 1999), permite una fácil comprensión del estado de un ecosistema y resulta especialmente útil para los tomadores de decisiones, usualmente no familiarizados con la ecología. Este tipo de índices se construye a partir de lo que se denominan **modelos difusos** y son fuertemente dependientes de los criterios de valoración y ponderación que se asignan a las distintas variables.

Otros investigadores, en cambio, consideran que la sustentabilidad debería ser evaluada, simultáneamente a través de todo un **rango de indicadores de desempeño** o comportamiento, que no pueden ser sustituidos por un indicador individual (Dalsgaard *et al.*, 1995). Este enfoque permite comparar la calidad relativa de cada atributo del ecosistema y, por lo tanto, identificar factores individuales a los cuales podría asignárseles distintas prioridades (Maddonni *et al.*, 1999; Ghera *et al.*, 1999). Como contrapartida, exige un conocimiento sustancialmente mayor acerca de los sistemas evaluados.

Los principios ordenadores podrían plantearse tanto en función de la escala de análisis como del proceso que caracterizan. Para ilustrar este concepto se presentan los Cuadros N° 1 y 2, respectivamente.

Cuadro N° 1. Representación gráfica del concepto de calidad de suelo utilizando funciones del suelo como indicadores

C A L I D A D D E L S U E L O	FUNCIÓN	PARAMETRO
	BIODIVERSIDAD PRODUCTIVIDAD	Carbono orgánico Nitrógeno orgánico pH Bases Aluminio Erosión/Sedimentación Disponibilidad hídrica para las plantas Conductividad Eléctrica Presencia de costras Capas compactadas Densidad de malezas
	FLUJO DE AGUA Y SOLUTOS	Estabilidad de agregados Presencia y cantidad de lombrices Estructura Porosidad Densidad Aparente Labranza
	FILTRADO Y AMORTIGUACIÓN	Respiración basal Textura Capacidad de Intercambio Catiónico Residuos de herbicidas Carbono orgánico Biomasa microbiana Carga química
	CICLADO DE NUTRIENTES	Carbono orgánico Nitrógeno orgánico Respiración basal Biomasa microbiana Capacidad de Intercambio Catiónico N potencialmente mineralizable Sistemas de Producción/Conservación
	SOPORTE ESTRUCTURAL	Estructura Densidad aparente Estabilidad de agregados Textura Posición en el paisaje

Cuadro N° 2. Indicadores potenciales de calidad de suelo a diferentes escalas

BIOLÓGICAS	QUÍMICAS	FÍSICAS
INDICADORES A NIVEL DE LOTE, ESTABLECIMIENTO O CUENCA		
Rendimiento de los cultivos Presión de malezas Deficiencia de nutrientes Presencia y/o cantidad de lombrices Patrones de crecimiento radical Producción de biomasa Cobertura del canopeo	Cambios en la cantidad y/o calidad de la M.O. Cambios en la disponibilidad de N P disponible Cambios en los niveles de cationes Metales pesados Salinidad Pérdida de nutrientes en profundidad o hacia corrientes de agua Pérdida de pesticidas hacia las napas o corrientes de agua	Profundidad del horizonte superficial Compactación Encostramiento Infiltración Escurrimiento Sedimentación Cobertura superficial Emergencia de plántulas Facilidad de labranza Estructura del suelo
INDICADORES A NIVEL REGIONAL O NACIONAL		
Productividad Estabilidad de rendimientos Diversidad taxonómica a nivel de grupo Riqueza específica Especies clave (keystone species) Abundancia y densidad de biomasa	Tendencias en el contenido de materia orgánica Acidificación Salinización Cambios en la calidad del agua Cambios en la calidad del aire	Desertificación Cobertura de vegetación Erosión hídrica Erosión eólica Colmatación de ríos y lagos Carga de sedimentos en ríos

(Karlen *et al.*, 1997)

Indicadores vinculados con procesos del suelo

Un aspecto de vital importancia para monitorear la evolución de los sistemas bajo S.D., es la **evaluación de la calidad y salud del suelo**. Esto es así dado que al eliminar el efecto de la labranza, se produce una serie de importantes cambios en sus propiedades que es necesario cuantificar.

La **calidad de un suelo** puede ser definida por su capacidad para cumplir con sus **funciones** merced a la combinación de sus propiedades físicas, químicas y biológicas (Doran y Parkin, 1994). Dichas funciones serían:

- **Proveer un medio para el crecimiento de las plantas.**
- **Regular la partición de los flujos de agua en el ambiente.**
- **Servir como un “buffer” ambiental en la formación, atenuación y degradación de compuestos ambientalmente peligrosos** (Larson y Pierce, 1991)

Doran y Parkin (1994) definen la **calidad de un suelo** como la capacidad para funcionar dentro de los límites del ecosistema para sostener la productividad biológica; mantener la calidad ambiental y promover la salud vegetal y animal.

Para algunos autores, **salud** sería la evaluación, a través del tiempo de la calidad del suelo (Michelena, 1996).

Actualmente, la mayoría de los investigadores emplean los términos salud y calidad como equivalentes, a tal punto que lo expresan como **salud/calidad** (Harris y Bezdicek, 1994).

Existen numerosas propuestas de **conjuntos de medidas y/o indicadores** desarrolladas por distintos autores, con el objeto de sistematizar la evaluación de la calidad/salud de los suelos; entre las cuales se pueden citar:

Minimum Data Set (M.D.S.)	(Larson y Pierce, 1991 y 1994)
Indice de Degradación	(Michelena <i>et al.</i> , 1989)
Modelos Conceptuales	(Karlen y Stott, 1994)
Harris <i>et al.</i> (1996)	
Masciandaro <i>et al.</i> (1998)	

Al establecer medidas o indicadores de salud del suelo, debería hacerse sobre la base de **criterios y elementos de juicio específicos** (Campbell *et al.*, 1992). Por otra parte, la conceptualización que se efectúa de un determinado agrosistema, proporciona la matriz dentro de la cual formulamos las preguntas.

Las **hipótesis** que deberían conducirnos a la **selección de indicadores de suelo apropiados**, no pueden ser muy diferentes de aquellas que nos condujeron a la adopción del sistema de S.D. Asimismo, se deberán incorporar **indicadores adicionales** que tomen en cuenta la **singularidad** del nuevo sistema de producción. Sin embargo, no debe concentrarse únicamente en la medición de parámetros del suelo, que, presumiblemente, cambiarán con el nuevo manejo; y disponer de un **amplio juego de mediciones** físicas, químicas y biológicas, con el objeto de enfatizar el **carácter holístico del concepto de salud del suelo**. (Sarrantonio *et al.*, 1996.).

En algunos casos, la información obtenida, se emplea para la elaboración de índices complejos como el **INDICE DE PRODUCTIVIDAD (P.I.)** de Larson y Pierce (1994) donde:

$$P.I. = \sum_{i=1}^r (A_i \cdot C_i \cdot D_i \cdot W_i)$$

A_i : suficiencia de capacidad de retención hídrica

C_i : “ en el valor de densidad aparente

Di : “ en el valor de pH

WF : es un factor de peso

r: N° de horizontes incluidos en la profundidad de enraizamiento

Entre las variables de suelo a relevar deberían incluirse:

Indicadores Físicos

• **Propiedades Hidráulicas**

- Infiltración (Pla Sentis, 1994)
- Retención de humedad (Lowery *et al.*, 1996)
- Distribución de tamaño de poros (Orellana y Pilatti, 1997)

• **Estabilidad de los agregados** (Maddonni *et al.*, 1999; Orellana y Pilatti, 1994)

• **Resistencia mecánica a la penetración** (Orellana, 1989)

• **Densidad Aparente**

Aunque la Dap. no suele variar permanente ni suficientemente a corto plazo, su inclusión resulta imprescindible para el cálculo de los indicadores sobre una base volumétrica, que resulta más realista que la gravimétrica y permite, además, expresarlos con relación a una superficie (Pla Sentis, 1994).

Indicadores Químicos

Entre los más utilizados, se pueden citar: pH, C, Nt, NO₃, Pext., CIC, saturación con bases, etc (Orellana y Pilatti, 1997; Allan y Killorn, 1996; Maddonni *et al.*, 1999).

Dentro de este grupo de indicadores, resulta de capital importancia y utilidad analizar el **fraccionamiento de los compuestos orgánicos** (Elliot y Cambardella, 199; Sikora y Stott, 1996; Alvarez *et al.*, 1998 a y b) algunos ejemplos serían:

- **Carbono lábil**
- **Nitrógeno hidrolizable**
- **N hidrolizable / N total**
- **C lábil / C total**

Aunque las **fracciones lábiles** representan una pequeña parte del total de la M.O; al ser muy dinámicas reflejan, en buena medida, las fluctuaciones que se suceden en el tiempo (Cambardella y Elliot, 1992). La cuestión radica en la posibilidad de correlacionar las distintas fracciones con situaciones reales de manejo de los agroecosistemas para que puedan resultar verdaderamente operativas y sensibles.

Medidas Biológicas

- **Biomasa microbiana** (Turco *et al.*, 1994)
- **Diversidad de la masa microbiana** El tipo y funcionamiento de los microorganismos presentes en un sistema, proporcionan una clara estimación de la estabilidad de dicho sistema (Turco *et al.*, 1994)
- **Macro y mesofauna** (Linden *et al.*, 1994)

- **Presencia y cantidad de lombrices** (Linden *et al.*, 1994, Cochran *et. al.*, 1994)
- **Desarrollo de raíces** (Doran y Parkin, 1996)
- **Enzimas** Son indicadores de nivel de procesos y representan el potencial de un suelo para degradar y transformar sustancias. Ello involucra procesos de ciclado de nutrientes, nitrificación, oxidaciones, etc. (Dick *et al.*, 1996). Son un índice de la actividad biológica pasada como resultado de las prácticas de manejo.
- **Indicadores vegetales**
Resultan sumamente reveladores los modelos que proponen la inclusión de un **cultivo** *e.g*: maíz, **como forma de evaluación** de la calidad del suelo. De este modo, el cultivo funciona como “receptor” de los efectos combinados de las propiedades edáficas (Maddonni *et al.*, 1999). Este último trabajo tiene la particularidad de incluir híbridos de maíz de distintas generaciones, lo cual permite “desplazarse” en una escala temporal que pone en evidencia el efecto del “**enmascaramiento tecnológico**” sobre la degradación del recurso suelo.

Algunos indicadores biológicos suelen ser de **muy alta sensibilidad**. Es muy importante, entonces, conocer su **dinámica** para otorgar a dichas medidas el **significado biológico apropiado**. La sensibilidad debe ser suficiente como para reflejar la influencia del manejo y el clima en los cambios a largo plazo de la calidad del sistema; pero no tanto como para ser influenciados por factores climáticos de corto plazo (Doran y Parkin, 1996).

Indicadores vinculados con los flujos de energía

- Considerar a la energía como una “unidad de cuenta”, computando la cantidad empleada los procesos de transformación (Peet, 1995)
- Cantidad de energía consumida/ha (Cleveland, 1995)
- Medidas de consumo de energía total, a gran escala. Tienen como finalidad pronosticar y/o reducir la demanda sectorial futura. (Chapman, 1995)
- Estimación desde el punto de vista biofísico: cantidad de energía incluida en los productos finales (Peet, 1995)
- Análisis termodinámica de las transformaciones (Georgescu-Roengen, 1995)
- Nivel de disipación de energía (costo termodinámico) expresado en W/kg de biomasa (Giampietro *et al.*, 1992)

Indicadores vinculados con el ciclo de nutrientes

Una primera aproximación podría ser realizada en función de los datos recogidos como indicadores químicos del suelo. Por otra parte, se pueden establecer medidas de eficiencia tales como:

- **kg de MS cosechada / kg nutriente aplicado** (o disponible)
- **kg de MS total / kg nutriente aplicado** (o disponible)

Si bien estas medidas resultan de utilidad para comparar distintas situaciones (*e.g.* tipos de manejo); constituyen medidas indirectas cuya finalidad principal reside en medir eficiencias relativas. La única forma de obtener indicadores de eficiencia absoluta sería a través del uso de fertilizantes “marcados”, de modo de conocer la procedencia de los nutrientes acumulados en la biomasa.

Indicadores vinculados con el ciclo del agua

Las propiedades hidráulicas del suelo definidas anteriormente son determinantes, en buena medida, de los flujos de agua del sistema. De todas maneras, también aquí podemos establecer medidas de eficiencia, como ser:

- kg MS cosechable (o MS total) / mm de agua caído
- kg MS cosechable (o MS total) / mm de agua almacenado

Indicadores vinculados con los factores ambientales y externalidades

Un ejemplo útil podría ser la **evaluación del impacto de las aplicaciones de agroquímicos**; aspecto fundamental en la caracterización de un sistema de siembra directa. A tal efecto se podrá comparar el modelo propuesto por Ferraro y Sznajder (1999) con el modelo ***Ipest-B*** propuesto para la región de Bretaña, Francia. (Rousselet *et al.*, 2000). Este último incluye una serie de consideraciones adicionales como la hidrogeología regional, las condiciones específicas del sitio y las características de la aplicación. En este sentido se podría afirmar que la robustez de estos modelos reside en una correcta conceptualización del sistema bajo estudio y en el esfuerzo de modelización previo.

Como ejemplo de externalidad positiva, se puede medir el **potencial de secuestro de C**, (Mg/ha/año) a través de la medición del C_t o, mejor aún, de sus formas lábiles. Si bien dicho potencial no ha sido formalmente aceptado, aún, por el IPCC; existe abundante evidencia científica al respecto (Reicosky y Lindstrom, 1993; Reicosky *et al.*, 1995; Reicosky, 1997 a; Reicosky, 1997 b; Wojick, 1999; Lal *et al.*, 1998; Muller, 2000)

Indicadores vinculados con biodiversidad

Si bien resulta altamente previsible el impacto negativo que el paso de un sistema natural a un agroecosistema en términos de biodiversidad; es posible establecer medidas relativas (**densidad, riqueza específica, riqueza por grupos funcionales**) comparando distintas alternativas de manejo, sobre todo a nivel de la fauna edáfica. (Pilatti *et al.*, 1988; House y Stinner, 1983; Linden *et al.*, 1994). En el caso de implementar un sistema de Manejo Integrado de Plagas, dichas medidas podrían hacerse extensivas a los insectos “benéficos” (Aragón, 1996; Lanteri y Aragón, 1994).

Indicadores vinculados con la fragmentación del paisaje

En este aspecto existe una suerte de conflicto entre la fragmentación resultante y la alta diversidad rotacional necesaria para un manejo racional de las malezas, plagas y enfermedades en siembra directa a través de la componente de control cultural (Gail *et al.*, 1994; Watkins y Boosalis, 1994; Burton y Bura, 1994). De manera que cuanto mayor sea el índice de diversidad rotacional (Beck *et al.*, 1999), mayor será la insustentabilidad relativa generada. Dicho conflicto podría ser parcialmente mitigado merced a la implementación de corredores, bordes, zonas no cultivadas, etc. (Björklund *et al.*, 1999).

Indicadores específicos

- **Porcentaje de cobertura de residuos en superficie**
- **Cantidad de cobertura superficial (kg/ha)**
- **Biomasa subterránea remanente**
- **Tasa de desaparición de rastrojos**

Si bien estas medidas podrían ser incluidas en otros grupos de indicadores (*e.g.* suelos); resulta de suma importancia su seguimiento pormenorizado ya que la cobertura de rastrojos es la condición de posibilidad de la siembra directa y, además, resulta determinante en la evolución de otros indicadores (Porta *et al.*, 1994; Unger, 1994).

Indicadores socioeconómicos

Si bien este tópico no fue incluido, explícitamente, en el análisis previo; podrían introducirse indicadores basados en variables socioeconómicas tales como: Margen bruto/ha, variabilidad interanual

de los rendimientos, proporción de años con fracasos en la cosecha, ocupación de la mano de obra en función de la superficie, etc. (Reganold *et al.*, 1993)

INTERPRETACION

Tan importante como seleccionar correctamente un grupo de indicadores, es el hecho de contar con **valores de referencia** o **umbrales críticos** con los cuales contrastarlos. La **utilidad** de cualquier indicador, índice o modelo, reside en la existencia de datos con qué comparar. Ya sea en el mismo sitio en diferentes momentos (**enfoque dinámico**) o distintos sitios (o situaciones) al mismo tiempo (**enfoque comparativo**) (Larson y Pierce, 1994). En el primer caso permite evaluar la evolución de la sustentabilidad de un sistema bajo un mismo manejo; y en el segundo, la comparación con un sitio de referencia en un momento determinado (Harris *et al.*, 1996).

Por otra parte, existe consenso entre los investigadores, en el sentido de que las **mediciones** en Siembra Directa, o en sistemas de labranzas reducidas, deben ser **de efectos acumulados** (Lebbink, *et al.*, 1994; Quiroga, 1994). La dinámica particular de cada uno de los parámetros debería indicar la frecuencia a la cual es relevante medirlos. Sin embargo, los resultados de la interacción entre los mismos, probablemente estén modulados por aquellos de menor velocidad de respuesta.

De todo lo expresado se desprende que existe un **vacío de información** en lo que se refiere a la **determinación de umbrales críticos** que permitan pasar de modelos meramente conceptuales a la posibilidad de evaluar sistemas reales. En este sentido, es dable pensar que los **controles** de los agroecosistemas no deban ser, estrictamente, los del ecosistema natural que le dio origen, puesto que se trata, en realidad, de un sistema distinto. En todo caso, se deberá definir la **sustentabilidad del nuevo sistema** en términos de una **trayectoria deseada** o aceptable en función de una serie de atributos que, se espera conduzcan a la sustentabilidad (Costanza y Patten, 1995). En efecto, muchos de los estudios que comparan la sustentabilidad de distintos sistemas pasan a ser, de hecho, **medidas de insustentabilidad relativa** (Lebbink *et al.*, 1994; Dalsgaard *et al.*, 1995; Ghersa *et al.*, 1999). Esta dificultad aparente para identificar indicadores apropiados, radica en el **carácter predictivo** que subyace en el concepto de sustentabilidad. En este sentido, un abordaje más apropiado para el manejo de ecosistemas debería incluir estrategias que incorporen la **incertidumbre** como una característica del modelo (Moir y Mowrer, 1995). Este enfoque sería mucho más apropiado para alimentar los procesos de toma de decisiones en los que el criterio prevalente sea el de **minimización de los riesgos** en la evaluación de alternativas de manejo (Carpenter, 1995; Andreoli y Tellarini, 2000).

Finalmente, es preciso señalar que resulta indispensable integrar dichos resultados en una **base de datos** que podrá confeccionarse con distintos niveles de agregación en función de los objetivos. La manera en que dichos resultados sean presentados define buena parte de su **utilidad operativa**. Índices o relaciones basados únicamente en concepto económicos o ecológicos no pueden ser utilizados para medir conceptos tan interdisciplinarios como la **capacidad de carga** de las poblaciones humanas (Kaufmann y Cleveland, 1995).

CONCLUSIONES

Al encarar este tipo de estudios, es importante evitar un enfoque reduccionista que sólo se aboque al análisis fragmentado del sistema y/o a la resolución de problemas coyunturales. Muy por el contrario, el **enfoque** debe ser **holístico**, e inspirado en la **interdisciplinariedad** como metodología de abordaje.

Las **ventajas de dar valores a la sustentabilidad** y a su evaluación incluyen:

- Su importancia como fuente de evaluación para el diseño de políticas de uso de las tierras.
- Utilización para la identificación de sistemas de manejo y paisajes "críticos".
- Utilización para la evaluación de las prácticas de manejo que degradan o mejoran los recursos.

- Utilidad en la identificación de vacíos en nuestra base de conocimiento y comprensión del manejo sustentable (Doran *et al.*, 1996).

Es indispensable poseer un **marco conceptual** apropiado; tanto para la **construcción de modelos** como para la **significación de los resultados**.

La correcta **determinación de umbrales críticos** es tan importante como la selección de los indicadores. La implementación de sistemas de siembra directa y la incorporación simultánea de un monitoreo de distintos parámetros para evaluar la sustentabilidad (absoluta o relativa), bien podría pensarse bajo los supuestos del **manejo adaptativo**. De este modo, se hace posible el manejo de sistemas y la generación de conocimiento bajo **condiciones de incertidumbre** (Carpenter, 1995).

La **consecuencia lógica**, y deseable, de la generación de este tipo de conocimiento debería traducirse en conjuntos de **Buenas Prácticas de Manejo**, a distintas escalas, destinadas a quienes toman decisiones que afectan, en uno u otro sentido, los recursos naturales involucrados en la producción agropecuaria (Baker y Mikelson, 1994; Fernandez-Santos *et al.*, 1993).

Para concluir, es importante destacar que del mismo modo que se trata de desarrollar metodologías para prever la trayectoria futura de un ecosistema; se debería **prestar atención a las trayectorias pasadas** de distintos agroecosistemas en diferentes civilizaciones. El colapso de muchas de ellas se debió no sólo a un conjunto de prácticas agronómicas equivocadas sino, también, a una excesiva **presión** sobre la base de los **recursos naturales** más allá de lo que su conocimiento y tecnología les permitió absorber. Se podría decir que rebasaron la **resiliencia** de sus respectivos sistemas.

BIBLIOGRAFÍA

- AGUILERA KLINT, F y V. ALCÁNTARA. 1994. De la Economía Ambiental a la Economía Ecológica. En: De la Economía Ambiental a la Economía Ecológica, Federico Aguilera Klint y Vincent Alcántara, comp., pp. 13-32. Ed. Icaria-Fuhem, D.L., Barcelona-Madrid.
- ALLAN, D.L. y R. KILLORN. 1996. Assessing Soil Nitrogen, Phosphorus and Potassium for Crop Nutrition and Environmental Risk. En: Methods for Assessing Soil Quality. SSSA Special Publication N° 49, pp. 187-202. Editors: John W. Doran and Alice Jones. Soil Science Society of America, Inc. Madison, WI.
- ALVAREZ, R; C.R. ALVAREZ, P.E. DANIEL, V. RICHTER and L. BLOTTA. 1998. Nitrogen distribution in soil density fractions and its relation to nitrogen mineralization under different tillage systems. *Australian Journal of Soil Research*, 36: 247-256.
- ALVAREZ, R; M.E. RUSSO, P. PRYSTUPA, J.D. SCHEINER and L. BLOTTA. 1998. Soil Carbon pools under Conventional and No-Tillage Systems in the Argentine Rolling Pampa. *Agronomy Journal*, 90:138-143.
- ANDREOLI, M. y V. TELLARINI. 2000. Farm Sustainability Evaluation: Methodology and Practice. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 77: 43-52.
- ARAGON, J.R. 1996. Diagnóstico y alternativas de manejo de plagas asociadas a Siembra Directa. En: Actas IV Congreso Nacional de Siembra Directa. pp. 233-251. AAPRESID Villa Giardino, Córdoba, 27-30 de Marzo de 1996.
- ARROW, K.; B. BOLIN, R. COSTANZA, P. DASGUPTA, C. FOLKE, C.S. HOLLING, B. JANSSON, S. LEVIN, K. MÄLER, C. PERRINGS and D. PIMENTEL. 1995. Economic Growth, Carrying Capacity and the Environment. *Ecological Economics*, 15 : 91-95.
- BAKER, J.L. and S.K. MICKELSON 1993. Application Technology and Best Management Practices for Minimizing Herbicide Runoff. *Weed Technology*, 8: 862-869.
- BARRET, G.W.; N. RODENHOUSE and P.J. BOHLEN. 1990. Role of Sustainable Agriculture in Rural Landscapes. En: C.A. Edwards; R. Lal, P. Madden, R.H. Miller y G. House. (ed) Sustainable Agricultural Systems. pp. 624-636. Soil and Water Conservation Society, USA.

- BECK, D.L.; J.L. MILLER and M.P. HAGNY. 1999. Successful No-Till on the Central and Northern Great Plains of the United States. VII Congreso Nacional de AAPRESID, pp. 109-128, Mar del Plata, 18-20 de Agosto de 1999.
- BIEDERBECK, V.O.; H.H. JANZEN, C.A. CAMPBELL and R.P. ZENTNER. 1994. Labile soil organic matter as influenced by cropping practices in an arid environment. *Soil Biology and Biochemistry*, 26 (12):1647-1656.
- BJÖRKLUND, J.; K.E. LIMBURG and T. RYDBERG. 1999. Impact of production intensity on the ability of the agricultural landscape to generate ecosystems services: an example from Sweden. *Ecological Economics*, 29: 269-291.
- BURNES, S.; R. CUMMINGS, G. MORRIS and E.I. PAIK. 1995. Thermodynamic and Economic Concepts as Related to Resource-use Policies. En: A Survey of Ecological Economics. Edited by Rajaram Krishnan, Jonathan Harris and Neva R. Goodwin, pp. 142-145. Frontier Issues in economic Thought, Neva R. Goodwin, Series Editor. Island Press, Washington D.C.
- BURTON, R.L. and J.D. BURD. 1994. Effects of Surface Residues on Insect Dynamics. En: Managing Agricultural Residues. Edited by Paul W. Unger, pp.245-260. Lewis Publishers.
- CAMBARDELLA, C.A. and E.T. ELLIOT. 1992. Particulate soil organic matter changes across a grassland cultivation sequence. *Soil Science Society of America Journal*, 56: 777-783.
- CAMPBELL, C.A. ; S.A. BRANDT, V.O. BIEDERBECK, R.P. ZENTNER and M. SCHNITZER. 1992. Effect on crop rotations and rotation phase on characteristics of soil organic matter in a Dark Brown Chernozemic soil. *Canadian Journal of Soil Science*, 71: 363-376.
- CARPENTER, R.A. 1995. Uncertainty in Managing Ecosystems Sustainability. En: "Scientific Uncertainty and Environmental Problem Solving". John Lemons, ed., Cap. 4, pp. 118-159. London, Blackwell Science.
- CASAFE, 1997. (Cámara de Sanidad Agropecuaria y Fertilizantes de la República Argentina) Guía de Productos Fitosanitarios. Edición 1997, pp. 592-603. Buenos Aires.
- CHAPMAN, P.F. 1995. Energy Costs: A Review of Methods. En: A Survey of Ecological Economics. Edited by Rajaram Krishnan, Jonathan Harris and Neva R. Goodwin, pp. 201-204. Frontier Issues in economic Thought, Neva R. Goodwin, Series Editor. Island Press, Washington D.C.
- CLEVELAND, C.J. 1995. Resource degradation, technical change and the productivity of energy use in US agriculture. *Ecological Economics*, 13: 185-201.
- COCHRAN, V.L.; S.D. SPARROW and E.B. SPARROW. 1994. Residue Effects on Soil Micro and Macro-Organisms. En: Managing Agricultural Residues. Edited by Paul W. Unger, pp.163-184. Lewis Publishers.
- COSENTINO D.; A. COSTANTINI, A. SEGAT and M. FERTIG. 1998. Relationships between organic carbon fractions and physical properties of an argentine soil under three tillage systems. *Pesquisa. Agropecuaria Brasileira*, 33 (6): 981-986.
- COSTANZA, R. and B.C. PATTEN. 1995. Defining and predicting sustainability. *Ecological Economics*, 15:193-196.
- DALY, G.C. and P.R. EHRLICH. 1992. Population, Sustainability and Earth's Carrying Capacity. *Bioscience*, 42: 761-771.
- DALY, H.E.; S. BURNES and R. CUMMINGS. 1995. Thermodynamic and Economic Concepts as Related to Resource-Use Policies: Comment and Reply. En: A Survey of Ecological Economics. Edited by Rajaram Krishnan, Jonathan Harris and Neva R. Goodwin, pp. 146-149. Frontier Issues in economic Thought, Neva R. Goodwin, Series Editor. Island Press, Washington D.C.
- DALSGAARD, J.P.T.; C. LIGHTFOOT and C.J. CLEVELAND. 1995. Towards quantification of ecological sustainability in forming systems analysis. *Ecological Engineering*, 41: 181-189.
- DIAMOND, J.M. 1987. Human use of world resources. *Nature* 328: 479-480.
- DICK, R.P.; D.P. BREAKWELL and R.F. TURCO. 1996. Soil Enzyme Activities and Biodiversity Measurements as Integrative Microbiological Indicators. En: Methods for Assessing Soil Quality. SSSA Special Publication N° 49, pp. 247-272. Editors: John W. Doran and Alice Jones. Soil Science Society of America, Inc., Madison WI.
- DIMS, J.P.; R.L. MCCOWN and P.G. SAFFIGNA. 1996. Nitrogen supply to No-tillage Crops as influenced by mulch type, soil type and season following pasture leys in the semi-arid tropics. *Australian Journal of Experimental Agriculture*, 36: 937-946.
- DORAN, J.W. and T.B. PARKIN. 1994. Defining and assessing Soil Quality. En: Defining Soil Quality for a Sustainable Environment SSSA Special Publication N° 35 Cap. 1, pp 3-21. Soil Science Society of America, Inc., Madison WI.

- DORAN, J.W. and T.B. PARKIN. 1996. Quantitative Indicators of Soil Quality: A Minimum Data Set. En: Methods for Assessing Soil Quality. SSSA Special Publication N° 49, pp. 25-38. Editors: John W. Doran and Alice Jones. Soil Science Society of America, Inc., Madison WI.
- DORAN, J.W.; M. SARRANTONIO and M.LIEBEG. 1996. Soil Health and Sustainability. *Advances in Agronomy*, 56: 1-54.
- ELLIOT, E.T. and C.A. CAMBARDELLA. 1991. Physical separation of soil organic matter. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 34: 407-419.
- ENDRES, G.J. and W.H. AHRENS. 1995. Fall applied Trifluralin Granules in Conservation-till Spring Wheat. *Weed technology*, 9: 703-709.
- ENZ, J.W.; L.J. BRUN and J.K. LARSEN. 1988. Evaporation and energy balance for bare and stubble covered soils. *Agriculture, Forest Meteorology*, 43: 59-70.
- ERLICH, P. R., 1994. Ecological Economics and the Carrying Capacity of the World. En: Investing in Natural Capital. The Ecological Economics Approach to Sustainability. Edited by Ann-Mari Jansson, Monica Hammer, Carl Folke and Robert Costanza. pp. 38-56. International Society for Ecological Economics. Island Press, Washington D.C.
- FERNANDEZ-SANTOS, J.; S. ZEKRI and A.C. HERRUZO. 1993. On-farm costs of reducing nitrogen pollution through BMP. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 45:1-11
- FERRARO, D. and SZNAIDER, G. 1999. Fuzzy Logic to assess herbicide impact on farm sustainability. III International Weed Science Congress, Iguassu Falls, Brazil, 6-11 June 2000.
- FORMAN, R.T.T. 1995. Land Mosaics. The ecology of landscapes and regions. Chapter 14: Creating sustainable environments. pp 481-514.
- FRANZLUEBBERS, A.J.; F.M. HONS and D.A. ZUBERER. 1994. Long term changes in soil carbon and Nitrogen Pools in Wheat Management systems. *Soil Science Society of America Journal*, 58: 1639-1645.
- FRYE, W.W. and S. PHILLIPS. 1981. How to grow crops with less energy. In: J. Hayes (ed). Cutting Energy Costs (The 1980 Yearbook) pp 16-24. USDA. Washington D.C. *Futures*, 26 (2) 146-155.
- GAIL, A, et al. 1994. Weed Control in Conservation Tillage Systems. En: Managing Agricultural Residues. Edited by Paul W. Unger, pp.211-244. Lewis Publishers.
- GEORGESCU-ROENGEN, N. 1995. The Entropy Law and the Economic Process in Retrospect. En : A Survey of Ecological Economics. Edited by Rajaram Krishnan, Jonathan Harris and Neva R. Goodwin, pp. 140-142. Frontier Issues in economic Thought, Neva R. Goodwin, Series Editor. Island Press, Washington D.C.
- GHERSA, C.M.; M. OMACINI, D. FERRARO, M.A. MARTINEZ-GHERSA, S. PERELMAN, E.H. SATORRE y A. SORIANO. 1999. Estimación de indicadores de sustentabilidad de los sistemas mixtos de producción de la Pampa Interior. *Revista Argentina de Producción Animal*, 20 (1): 49-66.
- GIAMPIETRO, M.; G CERRETELLI and D. PIMENTEL. 1992. Energy Analysis of Agricultural Ecosystem Management: human return and sustainability. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 38: 219-244-
- GOODLAND, R; H. DALY and J. KELLENBERG. 1994. Burden Sharing in the Transition to Environmental Sustainability. *Futures*, 26:146-155.
- GRIFFITH, D.R.; J.V. MANNERING and J.E. BOX. 1986. Soil and moisture management with reduced tillage. En: No Tillage and Surface-Tillage Agriculture: The Tillage Revolution. M.A. Sprague and G.R. Triplett (ed). Cap 2. John Wiley & Sons.
- GUPTA, S.C.; J.K. RADKE and W.E. LARSON. 1981. Predicting temperatures of bare and residue covered soils with and without a corn crop. *Soil Science Society of America Journal*, 45: 402-412.
- HARRINGTON, L; P. JONES and M. WINOGRAD. 1994. Operacionalización del concepto de Sostenibilidad: un Método basado en la Productividad Total. En: Operacionalización del concepto de Sistemas de Producción Sostenibles. J.A. Berdeque y E. Ramírez (ed.), pp. 11-38, México.
- HARRIS, R.F. and D.F. BEZDICEK. 1994. Descriptive Aspects of Soil Quality/Health. En: Defining Soil Quality for Sustainable Environment. SSSA Special Publication N° 35. Cap. 2; pp 23-35. S.S.S.A., Inc., Madison, WI
- HARRIS, R.F.; D.L. KARLEN and D.J. MULLA. 1996. A Conceptual Framework for Assessment and Management of Soil Quality and Health. En: Methods for Assessing Soil quality. SSSA Special Publication N° 49, Cap 4, pp 61-82. Editors: John W. Doran and Alice Jones. S.S.S.A., Inc., Madison, WI

- HENDRIX, P.F.; D.A. CROSSLEY Jr, J.M. BLAIR and D.C. COLEMAN. 1990. Soil Biota as Components of Sustainable Agroecosystems. In: C.A. Edwards; R. Lal, P. Madden, R.H. Miller y G. House (ed.). Sustainable Agricultural Systems pp. 637-654. Soil and Water Conservation Society. USA.
- HILL, R.L.; R. HORTON and R.M. CRUSE. 1985. Tillage effects on soil water retention and pore size distribution of two Mollisols. *Soil Science Society of America Journal*, 49:1264-1270.
- HORTON, R; G.J. KLUITENBERG and K.L. BRISTOW. 1994. Surface Crop Residues on the Soil Surface energy Balance. En: Managing Agricultural Residues. Edited by Paul W. Unger, pp.143-162. Lewis Publishers.
- HOUSE, G.J. and B.R. STINNER. 1983. Arthropods in no-tillage soybean agroecosystems: community composition and ecosystem interactions. *Environmental Management*, 7 (1): 23-28.
- HU, S.; D.C. COLEMAN, C.R. CARROLL, P.F. HENDRIX and M.H. BEARE. 1997. Labile soil carbon pools in subtropical forests and agricultural ecosystems as influenced by management practices and vegetation types. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 65: 69-78.
- JACOB, M. 1994. Sustainable Development and Deep Ecology: An Analysis of Competing Traditions. *Environmental Management*, 18, (4), pp 477-488.
- KARLEN, D. and D. STOTT. 1994. A Framework for Evaluating Physical and Chemical Indicators of Soil quality. En: Defining Soil quality for a Sustainable Environment SSSA Special Publication N° 35, Cap. 4, pp 53-72. S.S.S.A., Inc., Madison, WI
- KAUFMANN, R.K. and C.J. CLEVELAND. 1995. Measuring Sustainability: needed approach to an interdisciplinary concept. *Ecological Economics*, 15: 109-112.
- KING, L.D., 1990.a. Soil Nutrients Management in the United States. En: C.A. Edwards; R. Lal, P. Madden, R.H. Miller y G. House (ed.) Sustainable Agricultural Systems. pp 89-106. Soil and Water Conservation Society. USA.
- KING, L.D., 1990.b. Sustainable Soil Fertility Practices. En: Sustainable Agriculture in Temperate Zones. C.A. Francis; C.B. Flora y L.D. King (ed.), pp 148-177 John Wiley & Sons, Inc.
- KINSELLA, J. 1992. Siembra Directa. Efectos a Largo Plazo. AAPRESID, Rosario, 23 p.
- LAFLEN, J.M.; R. LAL and S.A. EL-SWAIFI. 1990. Soil Erosion and a Sustainable Agriculture. In: C.A. Edwards; R. Lal, P. Madden, R.H. Miller y G. House (ed.). Sustainable Agricultural Systems. pp 569-581. Soil and Water Conservation Society. USA.
- LAL, R.. 1989. Conservation Tillage for Sustainable Agriculture: tropic vs temperate environments. *Advances in Agronomy*, 42: 85-297.
- LAL, R. 1990. Conservation Tillage in Sustainable Agriculture. En: C.A. Edwards; R. Lal, P. Madden, R.H. Miller y G. House (ed.). Sustainable Agricultural Systems. pp 569-561. Soil and Water Conservation Society.
- LAL, R.; J.M. KIMBLE, R.F. FOLLET and C.V. COLE. 1998. The potential of US Cropland to Sequester Carbon and Mitigate the Green House Effect. Ann Arbor Press. 128 p.
- LANTERI, A. y J.R. ARAGON. 1994. Dinámica Poblacional y Métodos de Control. En: Bases para el Control Integrado de los Gorgojos de la Alfalfa, pp. 53-68. Ed. De La Campana.
- LARSON, W.E. and P.C. PIERCE. 1991 Conservation and Enhancement of Soil Quality. In: Evaluations for Sustainable Land Management in the Developing World. Vol. 2 ISBRAM proc. 12 (2). International Board for Soil Research and Management, Bangkok, Thailand.
- LARSON, W.E. and P.C. PIERCE. 1994 The Dynamics of Soil quality as a Measure of Sustainable Management. En: Defining Soil Quality for a Sustainable Environment. Soil Science Society of America. Special Publication N° 35, pp 37-51. S.S.S.A., Madison, WI.
- LEBBINK, G.; H.A. VAN FAASSEN, C. VAN OUWERKERK and L. BRUSSAARD. 1994. The Dutch Programme on Soil Ecology of Arable Farming Systems: Farm management monitoring programme and general results. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 51:7-20.
- LINDEN, R.D.; P.F. HENDRIX, D.C. COLEMAN and P.C.J. van VLIET. 1994. Faunal Indicators of Soil Quality. En: Defining Soil Quality for a Sustainable Environment. SSSA Special Publication N° 35, pp.91-106. Soil Science Society of America, Inc., Madison WI, U.S.A.
- LOWERY, B.; M.A. ARSHAD, R. LAL and W.J. HICKEY. 1996. Soil Water Parameters and Soil Quality. En: Methods for Assessing Soil Quality. SSSA Special Publication N° 49, pp. 143-156. Editors: John W. Doran and Alice Jones. Soil Science Society of America, Inc., Madison WI.

- MASCANDARO, G.; B. CECCANTI and J.F. GALLARDO-LANCHO. 1998. Organic Matter properties in cultivated soils versus set-aside arable soils. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 67, pp 267-274.
- MADDONNI, G.A.; S. URRICARIET, C.M. GHERSA and R.S. LAVADO. 1999. Assessing Soil Quality in the Rolling Pampa, using Soil Properties and Maize Characteristics. *Agronomy Journal*, 91:280-287.
- MALLARINO, A. 1998. Métodos de Fertilización con Fósforo y Potasio para maíz y soja.. Recientes avances en el cultivo de maíz. En : AAPRESID, VI Congreso Nacional. pp. 27-42. Mar del Plata, 19-21 de Agosto de 1998.
- MARELLI, H. 1989. La erosión hídrica. Publicación Técnica N° 1. INTA .EEA Marcos Juárez. Córdoba.
- MARELLI, H. 1995. Aportes en Siembra Directa. Enciclopedia Agro de Cuyo, Manuales: 12., pp. 3-22. INTA C.R. Córdoba, EEA M. Juárez
- MARELLI, H. 1997. La siembra directa como práctica conservacionista. En : Seminario de Siembra Directa. Experiencias del INTA Mirando al Futuro. pp 25-42, Buenos Aires, 8 y 9 de Octubre de 1997.
- MARTINO, D. 1995. El herbicida glifosato: su manejo más allá de la dosis por ha. Serie Técnica N° 61. INIA La Estanzuela. ROU. 31 p.
- MOIR, W.H. and H. TODD MOWRER. 1995. Unsustainability. *Forest Ecology and Management*, 73: 239-248.
- MOORE, J. 1994. Impact of agricultural practices on soil food web structure: Theory an Application. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 51 : 239-247.
- MULLER, M.; C. HOFMAN and P. HODGES. 2000. Addressing Climate Change and Providing New Opportunities for Farmers. Institute for Agriculture and Trade Policy (IATP). Minneapolis, Minnesota, U.S.A.
- MYERS, J.L.; M.G. WAGGER and R.B. LEIDY. 1995. Chemical movement in Relation to Tillage Systems and Simulated Rainfall Intensity. *Journal of Environmental Quality*, 24: 183-192.
- ORELLANA, J.A. de. 1989. Expansibilidad y Penetrabilidad de un B₂₁ con enmiendas cálcicas. *Ciencia del Suelo*, 7 (1-2): 107-111.
- ORELLANA, J.A. de y M.A. PILATTI. 1994. La Estabilidad de los Agregados como Indicador Edáfico de Estabilidad. *Ciencia del Suelo*, 12 (2): 75-80.
- ORELLANA, J.A. de y M.A. PILATTI. 1997. Indicadores Edáficos en Agricultura Sostenible I. Selección de Variables Relevantes. Facultad. de Agronomía y Veterinaria de la Univ. Nac. del Litoral. Esperanza, Sta Fe, 12 p.
- PARK, J. and R.A.F. SEATON. 1996. Integrate Research and Sustainable Agriculture. *Agricultural Systems*, 50: 81:100.
- PEET, J. 1995. The Biophysical Systems World View. En : A Survey of Ecological Economics. Edited by Rajaram Krishnan, Jonathan Harris and Neva R. Goodwin, pp. 219-222. Frontier Issues in economic Thought, Neva R. Goodwin, Series Editor. Island Press, Washington D.C.
- Pilatti, M.A.; J.A. de Orellana, L.J.J. Priano, O.M. Felli y D.A. Grenon. 1988. Manejos tradicionales y Conservacionistas: Incidencia Sobre Propiedades Físicas, Químicas y Biológicas del Suelo. Estudio de casos sobre argiúdoles del sur de Santa Fe. *Ciencia del Suelo*, 6 (2): 19-29.
- PIMENTEL, D. and M. GIAMPIETRO. 1994. *Tree*, 9:239.
- PLA SENTIS, I. 1994 Efecto de los sistemas de labranza en la degradación y productividad de los suelos. Memorias de la 2ª. Reunión bienal de la Red Latinoamericana de Labranza Conservacionista. FAO, 51p.
- PORTA, J.; M. LOPEZ ACEVEDO y C. ROQUERO. 1994. Edafología para la Agricultura y el Medio Ambiente. pp. 167-202. Ed. Mundi-Prensa.
- QUIROGA, A. 1994. Labranzas conservacionistas. Resultado de la campaña 1993/4. Convenio INTA-UNLaP-AACREA Z. Oeste Arenoso. 42 p.
- QUIROGA, A.P.; D.E. BUSCHIAZZO and N. PEINEMAN. 1996. Soil organic matter particle size fractions in soils of the Semiarid Argentinian Pampas. *Soil Science*, 161 (2) 104-108.
- REGANOLD, J.; A.S. PALMER, J.C. LOCKHART and A.N. MCGREGOR. 1993. Soil Quality and Financial Performance of Biodynamic and Conventional Farms in New Zealand. *Science*, 260: 344-349.
- REICOSKY, D.C. 1997 a. Technologies for improved soil carbon management and environmental quality. En: Incorporating Climate Change Into Business Strategies, pp. 127-136. International Climate Conference Proc. June 12-13, 1997. Baltimore, MD.
- REICOSKY, D.C. 1997 b. Tillage Methods and Carbon Dioxide Loss: Fall Versus Spring Tillage. En: Management of Carbon Sequestration in Soil. Edited by: Rattan Lal, John Kimble, Ronald F. Follet, Bobby A. Stewart. Cap. 8, pp. 99-111. CRC Press, Boca Raton – New York.

- REICOSKY, D. 1999. Agriculture and Climate Change. Environmental benefits o direct seeding. AAPRESID. VII Congreso Nacional de Siembra Directa, pp. 53-78. Mar del Plata, 18-20 de Agosto de 1999.
- REICOSKY, D.C. and J.L. LINDSTROM. 1993. Fall Tillage Method: Effect on Short-Term Carbon Dioxide Flux from Soil. *Agronomy Journal*, 85:1237-1243.
- REICOSKY, D.C.; W.D. Kemper, G.W. Langdale, C.L. Douglas Jr. y P.E. Rasmussen. 1995. Soil organic matter changes resulting from tillage and biomass production. *Journal of Soil and Water Conservation*, May-June 1995, Volume 50 N° 3.
- REICOSKY, D.C.; J.L. HATFIELD and R.L. SASS. 2000. Agricultural Contributions to Greenhouse Gas Emissions. En: Climate Change and Global Crop Productivity. Edited by K.R. Reddy and H.F. Hodges. Cap. 3, pp.37-55. CABI Publishing.
- ROUSSEL, O.; A. CAVELIER and H.M.A.G. van der WERF. 2000. Adaptation and use of a fuzzy expert system to asses the environmental effect of pesticides applied to field crops. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 80: 143-158.
- SARRANTONIO, M.; J.W. DORAN, M.A. LIEBIG and J.J. HALVORSON. 1996. On-Farm Assessment of Soil Quality and Health. In: Methods for Assessing Soil Quality. SSSA Special Publication. Cap. 5, pp 83-106. Editors: John W. Doran and Alice Jones. S.S.S.A., Inc., Madison, WI.
- SHARPLEY, A.; J.S. ROBINSON and S.J. SMITH. 1995. Assessing environmental sustainability of agricultural systems by simulation on nitrogen and phosphorus loss in runoff. *European Journal of Agronomy*, 4 (4): 453-464.
- SIKORA, L.J. and D.E. STOTT. 1996. Soil Organic Carbon and Nitrogen. En: Methods for Assessing Soil Quality. SSSA Special Publication N° 49, pp. 157-168. Editors: John W. Doran and Alice Jones. Soil Science Society of America, Inc., Madison WI, U.S.A.
- THOMAS, G. 1990. Labranza Cero: Resultados en EEUU y observaciones en campos argentinos. AAPRESID, Rosario, 16 p.
- THOMAS, G. 1994. Informe del estado de humedad en parcelas de ensayo en EEA Marcos Juárez. Inf. Para Extensión N° 9. INTA EEA Marcos Juárez, Córdoba.
- TUCKWELL, H.C. and J.A. KOZLOL. 1992. World Population. *Nature*, 359 :200.
- TURCO, R.F.; A.C. KENNEDY and M.D. JAWSON. 1994. Microbial Indicators of soil Quality. En: Defining Soil Quality for a Sustainable Environment. SSSA Special Publication N° 35, pp.73-90. Soil Science Society of America, Inc., Madison WI.
- UNGER, P.W. 1994. Residue Production and Uses. An Introduction to Managing Agricultural Residues. En: Managing Agricultural Residues. Edited by Paul W. Unger, pp.1-6. Lewis Publishers.
- van den BERGH, J.C.J.M. 1996. Ecological Economics and Sustainable Development. Theory, Methods and Applications. Edward Elgar Publishing Company, Cheltenham, U.K., Brookfield, U.S. 312 p.
- VANLAUWE, B.; L. DENDOOVEN and R. MERCKX. 1994. Residue fractionation and decomposition: The significance of the active fraction. *Plant and Soil*, 158: 263-274.
- VIGLIZZO, E.F. 1994. El INTA frente al desafío del Desarrollo Agropecuario Sustentable. Recopilación y Coordinación: Ing. Agr. Luis Verde. INTA – INDEC, 85p.
- VIGLIZZO, R and O. ROBERTO. 1998. On Trade -Offs in Low Input Agroecosystems. *Agricultural Systems*, 56 (2): 253-264.
- VITOUSEK, P.; P.R. ERLICH, A.N. ERLICH and P. A. MATSON. 1987. Net Primary Production: original calculations. *Science*, 235: 730.
- WATKINS, J.E. and M.G. BOOSALIS. 1994. Plant Disease Incidence as Influenced by Conservation Tillage Methods Systems. En: Managing Agricultural Residues. Edited by Paul W. Unger, pp.261-284. Lewis Publishers.
- WCED. 1987. (World Commission on Environment and Development). Our Common Future. Oxford University Press, Oxford.
- WISCHMEIER, W.H. and D.D. SMITH. 1978. Predicting Rainfall Erosion Losses. A guide to conservation planning. Agricultural Handbook N° 537. USDA , Washington D.C.
- WOJICK, D.E. 1999. Carbon Storage in Soil: The Ultimate no-regrets Policy?. A Report to: Greening Earth Society. November 1, 1999.